



Tecnociencia 2017, Vol. 19, Nº 1.

ESTRUCTURA COMUNITARIA Y GRUPOS FUNCIONALES ALIMENTARIOS DE LA ENTOMOFAUNA ACUÁTICA DEL RÍO TRÍBIQUE, DISTRITO DE SONÁ, PROVINCIA DE VERAGUAS, PANAMÁ

¹Viterbo E. Rodríguez, ¹Elda González y ¹Judith Rudas

¹Universidad de Panamá, Centro Regional Universitario de Veraguas, Laboratorio de Investigaciones Biológicas y ambientales
E-mail: ¹viterbor@gmail.com

RESUMEN

Con la finalidad de determinar la estructura trófica a nivel de grupos funcionales alimentarios de la entomofauna acuática asociada al río Tríbique. Se ubicaron tres estaciones de muestreo, abarcando distintos tramos del río. En cada estación la unidad de esfuerzo de recolecta fue de una hora y las giras de campo se realizaron dos veces al mes durante el período de febrero a abril del 2014. Para la recolecta de los especímenes se utilizó una red tipo D-Net para barridos de fondo y en la vegetación marginal sumergida; también pinzas entomológicas para los insectos asociados a rocas y a hojarasca. Se recolectaron un total de 1,285 insectos acuáticos, distribuidos en 8 órdenes, 41 familias y 67 géneros. A escala de río, el grupo funcional alimenticio dominante, en cuanto al número de géneros y de individuos, corresponde a los depredadores, con un total de 27 géneros y 302 (23.5%) individuos ($H'=2.67$). La mayor cantidad de biomasa (peso seco), a escala de río, de los grupos funcionales alimentarios fue aportado por los depredadores con 1.8497 g, lo que representa 60 % del total.

PALABRAS CLAVES

Estructura trófica, insectos acuáticos, colectores, recolectores, raspadores, depredadores, trituradores y Panamá.

COMMUNITY STRUCTURE AND FUNCTIONAL FEEDING GROUPS OF AQUATIC INSECT IN THE RIVER TRÍBIQUE, SONA DISTRICT, VERAGUAS PROVINCE, PANAMA

ABSTRACT

With the aim to determine the trophic structure of functional feeding groups of aquatic insect communities in the river Tribique, a total of three sampling stations were established along the river. At each sampling station, the sampling effort unit took an hour. The sampling processes were carried out from February to April, 2014. A "D" net (500 μ m) was used to scan all habitats within the sampling stations. Also, some entomological tweezers for bugs that were on rocks and litter were likewise used. In total, 1,285 aquatic insects were collected; these were distributed in 8 orders, 41 families and 67 genera. In terms of abundance and wealth, predators dominated the river with 27 genera and 302 (23.5%) individuals ($H'=2.67$). The largest biomass (dry weight), on a river scale, of the functional feeding groups was provided by predators with 1.8497 g, which represents 60% of the total.

KEYWORDS

Trophic structure, aquatic insect, collectors, gatherers, scrapers, predators, shredders, y Panamá.

INTRODUCCIÓN

El estudio ecológico de los ríos busca entender los mecanismos y procesos responsables de las diferencias y similitudes entre las comunidades acuáticas y su relación con las características fisicoquímicas del agua donde se desarrollan dichas comunidades (Machado & Roldán, 1981). Entre las comunidades que habitan los ecosistemas lóticos, se encuentran los macroinvertebrados, mayoritariamente insectos, que dan cuenta de gran parte de su diversidad biológica y con frecuencia, son el principal componente animal de los ecosistemas lóticos (Hanson *et al.*, 2010). La comunidad de insectos acuáticos juega un papel importante en todos los procesos ecológicos, como por ejemplo: son un enlace importante en la transferencia de energía a diversos niveles tróficos, aceleran los procesos de descomposición de detritos y contribuyen al reciclaje de nutrientes (Bello & Cabrera, 2001; Hanson *et al.*, 2010), y a la vez, los cambios ambientales y la calidad biológica del agua tienen

gran influencia en la distribución, abundancia y riqueza de estas comunidades en los cuerpos de agua (Hawkins *et al.*, 1982; Cummins *et al.*, 2008).

En Panamá, los estudios específicamente sobre la entomofauna acuática, inicialmente versaron sobre la determinación de grupos taxonómicos existentes (Rodríguez & Bonilla, 1999; Rodríguez *et al.*, 2000; Rodríguez & Sánchez, 2001; Rodríguez & León, 2003; Rodríguez & Mendoza, 2003; Lombardo & Rodríguez, 2007); y posteriormente se enfocaron en el uso de la entomofauna como una herramienta para el diagnóstico de la calidad biológica del agua (Lombardo & Rodríguez, 2008; Pino & Bernal, 2009; Rodríguez *et al.*, 2009; Águila & García, 2011); dejando de lado el conocimiento del papel trófico de esta comunidad en los ecosistemas fluviales neotropicales (Greathouse & Pringle, 2006).

En los ecosistemas tropicales, existen pocos estudios sobre la estructura trófica y por lo general, estos estudios determinan los grupos funcionales alimentarios (GFAs) de los taxa, basándose en clasificaciones desarrolladas para zonas templadas, como la de Cummins *et al.*, (2008). Se ha comprobado que esta aproximación puede ser inexacta, puesto que los taxa clasificados en un grupo funcional trófico determinado en ecosistemas templados, no necesariamente presentan los mismos hábitos dietarios en el trópico (Gil *et al.*, 2006; Reynaga, 2009; Chará-Serna *et al.*, 2010; Rodríguez *et al.*, 2014).

De las consideraciones anteriores, se deriva la necesidad de generar información que integre elementos de la estructura trófica de las comunidades de insectos acuáticos, para poder así, entender mejor el funcionamiento de los ecosistemas lóticos del Neotrópico, razón por la cual, los objetivos de este estudio fueron determinar la estructura de la comunidad, la diversidad, abundancia y biomasa (peso seco) de los grupos funcionales alimentarios de la entomofauna acuática asociada al río Tribique.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

El área de estudio se encuentra en el río Tríbique, distrito de Soná, provincia de Veraguas, el cual en su recorrido atraviesa las comunidades de Calidonia, finca el Anguillal, finca La Estancia y Bella Vista. Para el estudio se establecieron tres estaciones de muestreo que comprendieron distintos tramos, que van desde el tramo alto (60 msnm) bajo el puente de Calidonia localizado entre los 7° 59' 8.58" N y 81° 21' 58.9" O; el tramo medio (55 m.s.n.m.) ubicado en la Finca El Anguillal entre los 7° 59' 14.87" N y 81° 21' 32.40" O; y el tramo bajo (13 m.s.n.m.) en el puente Tríbique entre los 7° 59' 58.33" N y 81° 18' 48.73" O. Los tramos seleccionados en el río presentaron variabilidad de sustratos, entre los que se encuentran arcilla, grava, grandes piedras y arena, constituyendo diferentes microhábitats. La vegetación ribereña es escasa, en algunos lugares ha sido reemplazada por cultivos agrícolas y potreros.

Toma de muestras de la entomofauna

La recolecta de insectos, se realizó dos veces al mes, en horas de la mañana, en cada una de las estaciones de muestreo durante febrero a abril de 2014, completándose seis giras para cada estación de muestreo. El esfuerzo de recolecta en cada estación fue de una hora. Para la recolección de los especímenes se utilizó una red acuática (tipo D-Net) de 500 µm de ojo de malla para realizar los barridos a lo largo de la orilla y capturar insectos que estaban adheridos a tallos, hojas y raíces de plantas sumergidas y en el fondo. También, se capturaron manualmente con la ayuda de pinzas entomológicas, los insectos que se encontraban adheridos a las piedras y hojarasca. Las muestras se colocaron en envases de plástico con alcohol al 70% y se le añadieron tres a cuatro gotas de glicerina para mantener blandas y flexibles las estructuras de los organismos (Roldán, 1988).

Trabajo de laboratorio

Las muestras fueron revisadas bajo el estereoscopio y cuando fue necesario se realizaron montajes para observación al microscopio. El material biológico se determinó hasta el nivel taxonómico de género, con el uso de claves taxonómicas de Roldán (1999, 2003), Novelo-

Gutiérrez (1997a, 1997b), Mc Cafferty (1998). Springer, (2006 y 2010), Cummins *et al.* (2008), Waltz & Burian (2008), Flowers & De la Rosa (2010), Ramírez (2010) y Gutiérrez-Fonseca (2010).

Asignación de los grupos funcionales alimentarios (GFAs)

Los grupos funcionales alimentarios considerados en este trabajo fueron: colector, colector-recolector, depredador, filtrador, filtrador-colector, raspador, triturador o fragmentador. La asignación de los grupos funcionales de insectos acuáticos se realizó con la literatura especializada para taxones neotropicales (Tomanova *et al.*, 2006; Reynaga, 2009; Chará-Serna *et al.*, 2010; Rodríguez-Barrios *et al.*, 2011; Rodríguez-Barrios, 2011). Para los taxones que no se encontró referencia se utilizó la asignación propuesta por Cummins *et al.* (2008) para Norte América.

Determinación de la biomasa

Para hallar la biomasa en “peso seco”, los individuos de cada grupo funcional alimenticio, se secaron en un horno a 60°C durante 24 horas y posteriormente fueron pesados en una balanza analítica con una precisión de 0.0001g (Monzón *et al.*, 1991).

Análisis estadístico

Para conocer la diversidad de géneros de la comunidad de insectos acuáticos en los diferentes tramos del río estudiado y los grupos funcionales alimentarios dominantes en cuanto al número de géneros, se utilizó el índice de Shannon-Weiner (Margalef, 1998). Se utilizó la prueba t de Hutcheson (Magurran, 1988) para confirmar la existencia de diferencias significativas, expresadas en el índice de diversidad Shannon-Weiner entre tramos del río. La prueba de Kuskal-Wallis (K-W) fue utilizada para la comparación de la biomasa (peso seco) de los grupos funcionales alimentarios en los diferentes tramos. El programa Past (versión 1.82b) fue el paquete estadístico utilizado para realizar los análisis (Hammer *et al.*, 2001).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estructura numérica de la entomofauna acuática asociada al río Tríbique

Se recolectaron un total de 1,285 insectos acuáticos, distribuidos en 8

órdenes, 41 familias y 67 géneros determinados y cinco géneros sin determinar. Los órdenes más abundantes en cuanto al número de individuos fueron: Ephemeroptera con 380 (29.6%); Coleoptera con 344 (26.8%); Trichoptera con 261 (20.3%); y Odonata con 104 (8.09%), seguidos por los órdenes: Heteroptera con 79 (6.15%); Plecoptera con 67 (5.21%); Diptera con 39 (3.04%) y Megaloptera con 11 (0.86%) (Cuadro 1).

Los órdenes con mayor riqueza biológica, en cuanto al número de familias y géneros, fueron: Ephemeroptera con cinco familias y 19 géneros, Heteroptera con 9 familias y 13 géneros, Trichoptera con siete familias y 13 géneros, Coleoptera con siete familias y nueve géneros, Odonata con seis familias y seis géneros; Diptera con cinco familias y cinco géneros. Los órdenes menos representados corresponden a Megaloptera con una familia y un género y Plecoptera con una familia y un género (Cuadro 1).

A nivel de tramos, la mayor abundancia se presentó en el tramo alto con 703 (54.7%) individuos, seguidos del tramo medio con 479 (37.2%) y el tramo bajo con 103 (8%). Un patrón similar al presentarlo por abundancia, se encontró en la riqueza de géneros, el tramo alto presentó el mayor número de géneros con 54, seguido del tramo medio con 52 y el tramo bajo con 24. Los valores de diversidad de géneros, expresados mediante el índice de Shanon-Wiener, fueron mayores en el tramo medio con ($H' = 3.34$), seguidos de los tramos bajo y alto con ($H' = 2.75$) y ($H' = 2.96$) respectivamente ($p < 0.05$; t de Hutcheson).

Rodríguez & León, (2003) encontraron en el río Tribique 98 géneros de insectos acuáticos, en este estudio se recolectaron 67 géneros. La disminución de géneros en este estudio puede deberse a la influencia de las actividades humanas, ya que resulta evidente el crecimiento que ha tenido la población el distrito de Soná en los últimos años. Las actividades agroindustriales y el vertido de desechos domésticos fueron evidentes en los distintos tramos del río, principalmente en el tramo bajo ubicado muy cerca del centro de la ciudad, el cual presentó el menor número de insectos acuáticos. Machado & Roldán, (1981) señalan que la diversidad en los ecosistemas tropicales puede reducirse

por condiciones creadas por el hombre como la contaminación de origen industrial o doméstica.

Cuadro 1. Estructura comunitaria y clasificación en grupos funcionales alimentarios (GFAs) de los insectos acuáticos recolectados en el río Tríbique en los tramos alto, medio y bajo, distrito de Soná, provincia de Veraguas.

ORDEN	FAMILIA	GENERO	GFA	TRAMOS			Total
				Alto	Medio	Bajo	
ODONATA	Gomphidae	<i>Epigomphus</i>	D ⁸	3 (0.43%)	7 (1.46%)	2 (1.94%)	12 (0.93%)
	Gomphidae	<i>Agriogomphus</i>	D ⁸	1 (0.14%)	0 (0.0%)	1 (0.97%)	2 (0.16%)
	Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>	D ^{3,5}	2 (0.28%)	1 (0.21%)	0 (0.0%)	3 (0.23%)
	Coenagrionidae	<i>Argia</i>	D ^{3,7}	30 (4.27%)	2 (0.42%)	3 (2.91%)	35 (2.72%)
	Protoneuridae	<i>Protoneura</i>	D ⁸	0 (0.0%)	5 (1.04%)	6 (5.83%)	11 (0.86%)
	Libellulidae	<i>Elga</i>	D ⁸	3 (0.43%)	21 (4.38%)	16 (15.53%)	40 (3.11%)
HETEROPTERA	Polythoridae	Sin determinar	D ⁵	1 (0.14%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	1 (0.08%)
	Mesovelidae	<i>Mesovelia</i>	D ⁸	2 (0.28%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	2 (0.16%)
	Velidae	<i>Rhagovelia</i>	D ^{6,7}	6 (0.85%)	1 (0.21%)	0 (0.0%)	7 (0.54%)
	Ceridae	<i>Bruchymetra</i>	D ⁸	0 (0.0%)	0 (0.0%)	2 (1.94%)	2 (0.16%)
	Ceridae	<i>Eurygerris</i>	D ⁸	1 (0.14%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	1 (0.08%)
	Naucoridae	<i>Pelocoris</i>	D ⁸	0 (0.0%)	1 (0.21%)	0 (0.0%)	1 (0.08%)
	Naucoridae	<i>Cryptocoris</i>	D ³	7 (1.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	7 (0.54%)
	Naucoridae	<i>Ambrysus</i>	D ⁸	0 (0.0%)	5 (1.04%)	0 (0.0%)	5 (0.39%)
	Nepidae	<i>Curicta</i>	D ⁸	0 (0.0%)	1 (0.21%)	3 (2.91%)	4 (0.31%)
	Gelastocoridae	<i>Gelastocoris</i>	D ⁸	0 (0.0%)	1 (0.21%)	1 (0.97%)	2 (0.16%)
	Corixidae	<i>Tenagobia</i>	D ⁸	0 (0.0%)	8 (1.67%)	2 (1.94%)	10 (0.78%)
	Belostomatidae	<i>Belostoma</i>	D ⁸	5 (0.71%)	3 (0.63%)	2 (1.94%)	10 (0.78%)
	Belostomatidae	<i>Lethocerus</i>	D ⁸	7 (1.0%)	3 (0.63%)	0 (0.0%)	10 (0.78%)
	Hebridae	<i>Hebrus</i>	D ⁸	18 (2.56%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	18 (1.40%)
	Hydropsychidae	<i>Leptonema</i>	C-F ^{2,3}	17 (2.41%)	7 (1.46%)	0 (0.0%)	24 (1.87%)
TRICHOPTERA	Hydropsychidae	<i>Macronema</i>	C-F ⁸	1 (0.14%)	2 (0.42%)	5 (4.85%)	8 (0.62%)
	Hydropsychidae	<i>Calosopsysche</i>	C-F ⁸	1 (0.14%)	1 (0.21%)	0 (0.0%)	2 (0.16%)
	Hydropsychidae	<i>Plectropsysche</i>	C-F ⁸	1 (0.14%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	1 (0.08%)
	Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>	C-F ^{2,3}	46 (6.54%)	22 (4.59%)	0 (0.0%)	68 (5.30%)
	Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	C-F ^{2,3}	54 (7.68%)	36 (7.52%)	0 (0.0%)	90 (7.00%)
	Leptoceridae	<i>Triplectides</i>	F ⁵	1 (0.14%)	9 (1.88%)	0 (0.0%)	10 (0.78%)
	Leptoceridae	<i>Nectopsysche</i>	C-R ⁵	19 (2.70%)	20 (4.17%)	0 (0.0%)	39 (3.03%)
	Lepidostomatidae	<i>Lepidostoma</i>	T ⁸	1 (0.14%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	1 (0.08%)
	Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i>	D ^{4,5}	1 (0.14%)	1 (0.21%)	0 (0.0%)	2 (0.16%)
	Polycentropodidae	<i>Polypsectropus</i>	C-F ⁸	1 (0.14%)	1 (0.21%)	0 (0.0%)	2 (0.16%)
	Odontoceridae	<i>Marilia</i>	T ⁵	0 (0.0%)	1 (0.21%)	0 (0.0%)	1 (0.08%)
	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	T ⁵	1 (0.14%)	11 (2.30%)	1 (0.97%)	13 (1.01%)
PLECOPTERA	Perlidae	<i>Anacroncuria</i>	D ^{3,6}	41 (5.83%)	26 (5.43%)	0 (0.0%)	67 (5.21%)
DIPTERA	Tipulidae	<i>Hexatoma</i>	D ^{2,5,7}	2 (0.28%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	2 (0.16%)
	Tipulidae	<i>Limonia</i>	F ⁸	2 (0.28%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	2 (0.16%)
	Psychodidae	<i>Marina</i>	C-R ⁸	1 (0.14%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	1 (0.08%)
	Simuliidae	<i>Simulium</i>	C ⁵	0 (0.0%)	2 (0.42%)	0 (0.0%)	2 (0.16%)
	Dixidae	<i>Dixella</i>	C ⁵	0 (0.0%)	1 (0.21%)	0 (0.0%)	1 (0.08%)
	Chironomidae	Sin determinar	C-R ⁸	0 (0.0%)	3 (0.63%)	0 (0.0%)	3 (0.23%)
	Chironomidae	Sin determinar	D ⁸	16 (2.28%)	8 (1.67%)	4 (3.88%)	28 (2.18%)

EPHEMEROPTERA	Leptohyphidae	<i>Tricorythodes</i>	T ⁵	44(6.29%)	18(3.76%)	7(6.80)	69(5.37%)
	Leptohyphidae	<i>Epiphurides</i>	CR ⁸	0(0.0%)	0(0.0%)	1(0.97%)	1(0.08%)
	Leptohyphidae	<i>Vacupernius</i>	CR ⁸	4(0.57%)	4(0.83%)	0(0.0%)	8(0.62%)
	Leptohyphidae	<i>Therapyphes</i>	CR ⁸	6(0.83%)	0(0.0%)	0(0.0%)	6(0.47%)
	Leptohyphidae	<i>Leptohyphes</i>	C ⁵	23(3.27%)	15(3.13%)	0(0.0%)	38(2.94%)
	Leptophlebiidae	<i>Thraulodes</i>	CR ²	25(3.56%)	13(2.71%)	0(0.0%)	38(2.94%)
	Leptophlebiidae	<i>Haplotype</i>	CR ⁸	0(0.0%)	1(0.21%)	0(0.0%)	1(0.08%)
	Leptophlebiidae	<i>Umeritoides</i>	CR ⁸	0(0.0%)	21(4.38%)	6(5.82%)	27(2.10%)
	Leptophlebiidae	<i>Choroterpes</i>	CR ⁸	22(3.13%)	16(3.34%)	17(16.30%)	55(4.28%)
	Leptophlebiidae	<i>Farrakes</i>	C ⁵	43(6.12%)	19(3.97%)	3(2.91%)	65(5.30%)
	Leptophlebiidae	<i>Terpides</i>	T ¹	11(1.54%)	6(1.25%)	1(0.97%)	18(1.40%)
	Baetidae	<i>Camelobaetis</i>	CR ⁸	1(0.14%)	0(0.0%)	0(0.0%)	1(0.08%)
	Baetidae	<i>Mayobaetis</i>	CR ⁸	1(0.14%)	1(0.21%)	0(0.0%)	2(0.16%)
	Baetidae	<i>Baetodes</i>	C ⁵	2(0.28%)	0(0.0%)	0(0.0%)	2(0.16%)
	Baetidae	<i>Callibaetis</i>	CR ⁸	0(0.0%)	2(0.42%)	0(0.0%)	2(0.16%)
	Baetidae	<i>Baetis</i>	CR ³	1(0.14%)	0(0.0%)	0(0.0%)	1(0.08%)
	Baetidae	<i>Americabaetis</i>	C ⁵	2(0.28%)	0(0.0%)	0(0.0%)	2(0.16%)
	Euthyplocidae	<i>Euthyplocia</i>	CR ³	1(0.14%)	0(0.0%)	0(0.0%)	1(0.08%)
	Caenidae	<i>Caenis</i>	CR ⁸	11(1.54%)	19(3.97%)	13(12.62%)	43(3.33%)
COLEOPTERA	Dytiscidae	<i>Sindeterminar</i>	R ⁸	184(26.17%)	73(15.24%)	0(0.0%)	257(20%)
	Elmidae	<i>Macrelmis</i>	C ⁵	5(0.71%)	8(1.67%)	0(0.0%)	13(1.01%)
	Elmidae	<i>Diseris</i>	CR ⁸	4(0.57%)	3(0.63%)	0(0.0%)	7(0.54%)
	Elmidae	<i>Heterelmis</i>	C ⁵	2(0.28%)	2(0.42%)	0(0.0%)	4(0.31%)
	Elmidae	<i>Cylloepus</i>	CR ^{3,6}	3(0.43%)	1(0.21%)	0(0.0%)	4(0.31%)
	Noteridae	<i>Hydrocanthus</i>	D ⁸	0(0.0%)	1(0.21%)	1(0.97%)	2(0.16%)
	Hydrophilidae	<i>Helobata</i>	CR ⁸	0(0.0%)	1(0.21%)	0(0.0%)	1(0.08%)
	Hydrophilidae	<i>Tropisternus</i>	CR ⁸	0(0.0%)	11(2.30%)	0(0.0%)	11(0.84%)
	Scirtidae	<i>Elodes</i>	CR ⁸	2(0.28%)	20(4.17%)	0(0.0%)	22(1.71%)
	Staphylinidae	<i>Sindeterminar</i>	D ^{6,7}	5(0.71%)	0(0.0%)	2(1.94%)	7(0.54%)
MEGALOPTERA	Psephenidae	<i>Psephenus</i>	R ^{2,3}	4(0.57%)	10(2.09%)	2(1.94%)	16(1.24%)
	Corydalidae	<i>Corydalis</i>	D ^{2,3,6,7}	5(0.71%)	4(0.83%)	2(1.94%)	11(0.84%)
Total				703	479	103	1285

¹ Bello & Cabrera (2001), ² Tomanova et al., (2006); ³ Fenoglio et al., (2008); ⁴ Reynaga (2009); Chará-Serna et al., 2010; ⁶ Rodríguez-Baños et al., 2010; ⁷ Rodríguez-Baños (2011) y ⁸ Cummins et al., (2008). CFA grupo funcional alimenticio: (C) colector, (C-F) colector-filtrador, (C-R) colector-recolector, (D) depredador, (R) raspador y (T) triturador o fragmentador.

Fuente: Producción propia

El río Tríbique, en el tramo alto y medio, presentó gran abundancia y diversidad de insectos acuáticos, mientras en el tramo bajo fue notoria la disminución de estos organismos. Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, (1988) encontraron que la calidad del agua disminuye aguas río abajo.

Esta baja riqueza ($H'=2.75$); y abundancia de 103 (8%) individuos, para el tramo bajo podría ser producto del deterioro de la calidad del agua. González *et al.* (2011) encontraron una relación directa entre la calidad del agua y la diversidad biológica, demostraron que a mayor contaminación del agua menor es la biodiversidad. La tendencia hacia la disminución en la calidad biológica del agua se agrava en los ríos, que como el Tríbique, pudieran encontrarse impactados por la agroindustria y asentamientos humanos.

Los resultados de los trabajos realizados por Rodríguez & Sánchez (2001), Rodríguez & León (2003), Rodríguez & Mendoza (2003) y Rodríguez & Lombardo (2007) coinciden en que Heteroptera es el orden mejor representado, en cuanto al número de familias, en ríos de la provincia de Veraguas. Pino-Selles & Bernal-Vega (2009) encontraron en la parte alta-media del río David en la provincia de Chiriquí, al orden Hemiptera (Heteroptera) como el más representativo; coincidiendo con los resultados encontrados para la provincia de Veraguas. Las familias encontradas son Belostomatidae con los géneros *Belostoma* y *Lethocerus*; Naucoridae con los géneros *Cryphocricos*, *Ambrysus* y *Pelocoris*; Gerridae con los géneros *Eurygerris* y *Brachymetra*; Mesoveliidae con el género *Mesovelgia*; Hebridae con el género *Hebrus*; Veliidae con el género *Rhagovelia*; Corixidae con el género *Tenagobia*; Nepidae con el género *Curicta* y Gelastocoridae con el género *Gelastocoris*. La presencia y diversidad del orden Heteroptera en ambientes relacionados con la actividad humana, puede proveer buenas indicaciones acerca de cómo las actividades antropogénicas afectan estos ecosistemas en comparación con áreas menos alteradas por el hombre (Mazzucconi *et al.*, 2009).

Los Ephemeroptera abarcaron el 28.8% de abundancia siendo el orden con mayor cantidad de individuos, la familia Leptophlebiidae presentó los géneros *Trhaulodes*, *Haplohypes*, *Ulmeritoides*, *Choroterpes*, *Farrodes* y *Terpides*. La familia Leptohyphidae presentó los géneros *Epiphrades*, *Vacupernius*, *Traveryphes*, *Leptohyphes* y *Trycorythodes*;

de la familia Baetidae se encontró los géneros *Camelobaetis*, *Mayobaetis*, *Baetodes*, *Callibaetis*, *Baetis* y *Americabaetis*; de la familia Euthyplocidae solo se encontró un ejemplar del género *Euthyplocia* y de la familia Caenidae se encontró el género *Caenis*. Rodríguez & León, (2003) encontraron para el río Tríbique seis familias y 11 géneros, de las cuales cinco familias se encontraron en nuestro estudio.

El orden Ephemeroptera ha sido considerado por muchos autores como uno de los órdenes más sensibles a la contaminación (Cárdenas *et al.*, 2007; Flowers & De la Rosa, 2010), la razón se fundamenta, en que el orden es sensible a los cambios ambientales de origen exógeno (Vega & Durant, 2000). Sin embargo, dentro del orden, las diferentes familias y géneros muestran una gran variedad de tolerancia a las condiciones ambientales (Flowers & De la Rosa, 2010).

El segundo orden con mayor abundancia de individuos correspondió al orden Coleoptera con 344 (26.8%) individuos. Las familias Dryopidae y Elmidae fueron las más abundante y dominaron en los tramos alto y medio con 198 y 87 individuos respectivamente; mientras que en el tramo bajo no se encontraron. Las familias Noteridae, Staphylinidae, Scirtidae y Psephenidae presentaron pocos individuos. Rodríguez & León (2003) en el río Tríbique y Guinard *et al.* (2013) en el río Gariché en la provincia de Chiriquí, encontraron al género *Psephenus* como el más representativo; mientras que Wittgreen & Villanero (1998) en el río La Villa reportaron el género *Cybister* para la familia Dytiscidae, el cual no se encontró en nuestro estudio.

El orden Trichoptera posee buena diversidad y abundancia de individuos en el río estudiado, ocupando el 20.3% (261) del total. Debido a su gran diversidad y al hecho que las larvas poseen distintos rangos de tolerancia a la contaminación, según la familia o el género al que pertenecen, son muy útiles como bioindicadores de la calidad de agua y la salud del ecosistema (Springer, 2010); razón por la cual en el tramo bajo se encontraron pocos individuos. La familia mejor representada es Hydropsychidae con cinco géneros y 103 individuos; Rodríguez *et al.* (2014) encontraron que Hydropsychidae muestra

mayor distribución en Veracruz, y esto podría deberse a que contienen géneros que pueden tolerar niveles de contaminación que van desde moderados a leves. Las familias como Odontoceridae, Lepidostomatidae y Polycentropodidae se encontraron escasamente con uno o dos individuos. Rodríguez & León, 2003 encontraron para el río Tríbique 7 familias coincidiendo con Hydrosychidae, Polycentropodidae, Philopotamidae y Leptoceridae que se encontraron en nuestro estudio; mientras Rodríguez & Mendoza (2003) reportaron para el río Agué siete familias de las cuales cinco coinciden con nuestros resultados. Rodríguez & Sánchez (2001) reportaron para el río Santa Clara la familia Hydrosychidae y Polycentropodidae.

Los odonatos mostraron una abundancia del 8.2% y una reducción de familias y géneros en comparación con estudios realizados por Rodríguez & León (2003) en el río Tríbique, en donde reportaron un total de 8 familias y 22 géneros. La familia Libellulidae con su género *Elga* mostró la mayor abundancia con 40 individuos, y se presentó en todos los tramos del río, al igual que los géneros *Epigomphus*, *Agriogomphus* (Gomphidae) y *Argia* (Coenagrionidae) géneros que según Ramírez (2010) son intolerantes a la contaminación, por lo que podemos decir que se hace necesaria una revisión de los niveles de tolerancia a la contaminación de dichos géneros.

El orden Diptera mostró baja diversidad de familias y géneros, siendo Chironomidae la familia mejor representada. Estudios realizados por Medianero & Samaniego (2004) hacen referencia a que la familia Chironomidae habita en aguas que presentan cierto grado de contaminación. Las familias Simuliidae, Tipulidae, y Psychodidae solo fueron encontradas en la parte alta, mientras que la familia Dixidae en la parte media.

Las mayores aportaciones de individuos de los órdenes Plecoptera con el género *Anacroneuria* (Perlidae) y Megaloptera con el género *Corydalus* (Corydalidae) se dio en la parte alta del río y fue disminuyendo hacia la parte baja. Tomanova & Tedesco (2007) hacen referencia a que el género *Anacroneuria* en el Neotrópico puede tolerar cierto grado de contaminación.

Asignación de grupos funcionales alimentarios

De los 67 géneros encontrados en el río Tríbique, se lograron asignar grupos funcionales alimentarios a 30 (44.7%) con la literatura especializada para taxones neotropicales, a los restantes 37 géneros se utilizó la asignación propuesta por Cummins *et al.* (2008) para Norte América y los cinco géneros sin determinar, se les asignó el grupo alimenticio funcional correspondiente a la familia según Cummins *et al.* (2008). A escala de río, el grupo funcional alimentario dominante, en cuanto al número de géneros y de individuos, corresponde a los depredadores, con un total de 27 géneros y 302 (23.5%) individuos ($H' = 2.67$); seguido de los colectores-recolectores con 20 géneros y 274 (21.3%) individuos ($H' = 2.33$); los colectores-filtradores con 7 géneros y 195 (15.1%) individuos ($H' = 1.23$); los colectores con 8 géneros y 127 (9.9%) individuos ($H' = 1.28$); los filtradores con 2 géneros y 12 (0.9%) individuos ($H' = 0.40$); los raspadores con 2 géneros y 273 (21.4%) individuos ($H' = 0.22$); y los trituradores con cinco géneros y 102 (7.9%) individuos ($H' = 0.92$) (Cuadro 1 y Fig.1).

A nivel de tramos, los raspadores dominaron en términos de abundancia con 188 (26.7%) individuos en el tramo alto, los colectores-recolectores en el tramo medio con 136 (28.4%) individuos y en el tramo bajo estuvo dominado por los depredadores con 47 (45.6%) individuos (Fig.1).

En la quebrada Santa Inés, subcuenca del río Yeguaré, Honduras se encontró como grupo funcional alimentario dominante a los depredadores representando el 55%, seguido de los filtradores con el 28% y los raspadores con el 3% (López *et al.*, 2010). La información de los grupos funcionales alimentarios obtenida en el río Tríbique muestra como resultado a los depredadores como grupo funcional dominante, a nivel de río y en los tramos alto y bajo, en riqueza y abundancia, mostrando resultados similares con el estudio realizado en el río Santa Inés (López *et al.*, 2010). De acuerdo a Rivera-Usme, (2011) los integrantes del gremio de los depredadores son indicadores de ambientes con mayores niveles de eutrofización y su gran abundancia radica en que están mejor adaptados a estas condiciones por ser más competitivos.

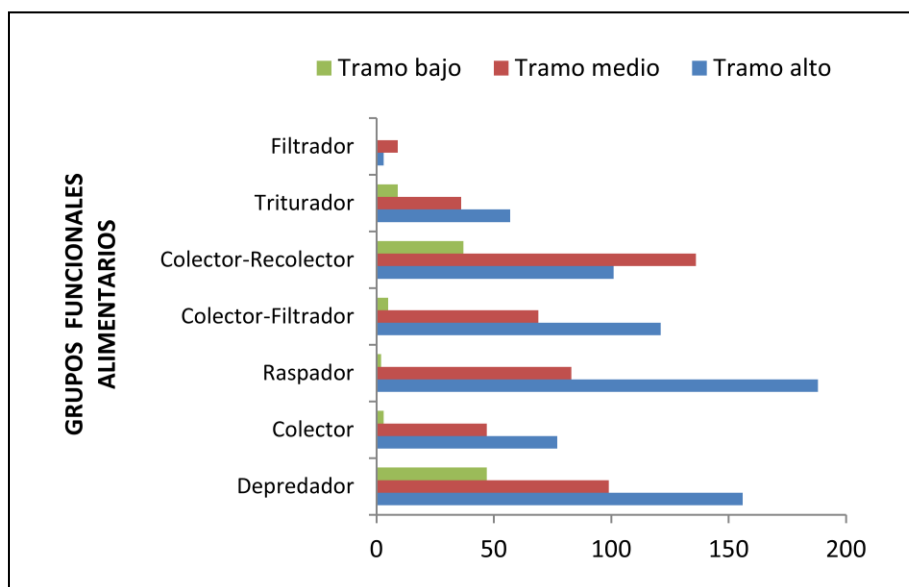


Fig. 1 Número de individuos de los grupos funcionales alimentarios en el tramo alto, medio y bajo del río Tríbique, distrito de Soná, provincia de Veraguas.

Otros grupos funcionales alimentarios encontrados en el río Tríbique, como el de los raspadores, dominan en abundancia pero no en riqueza. Esto puede deberse a que el río presenta proceso de eutrofización incrementando la densidad del grupo de los raspadores, ya que su recurso trófico se ve incrementado (Alonso & Camargo, 2005). Los filtradores, grupo bien representado en los sistemas lóticos (Restrepo & Rincón, 2009), en el río Tríbique, poseen baja riqueza y abundancia de géneros, lo cual puede deberse a que tienden a disminuir con algún tipo de perturbación (Lampert & Sommer, 2007).

De los 67 géneros determinados para el río Tríbique solamente se logró asignar grupos funcionales alimentarios al 44.7% con la literatura especializada para taxones neotropicales, para los géneros restantes no se encontró en la literatura información de hábitos dietarios para la región neotropical, lo que destaca la necesidad de continuar con el estudio del contenido intestinal de los insectos que habitan las quebradas y ríos neotropicales, tal como lo sugiere Chará-Serna *et al.*, (2010) y Rodríguez-Barrios (2011).

Determinación de la biomasa (peso seco)

A escala de río la mayor cantidad de biomasa de los grupos funcionales alimentarios fue aportado por los depredadores con 1.8497 g, lo que representa 60% del total. Le siguen los raspadores con 0.3181 g (10.3%), los filtradores con 0.3164 g (10.3%), los colectores-recolectores con 0.2996 g (9.7%), los colectores-filtradores con 0.2304 g (7.5%), los colectores con 0.0381 g (1.2%) y los trituradores con 0.0305 g (1%) (Cuadro 2).

Los depredadores dominaron en el tramo alto, medio y bajo del río, siendo en la tramo medio, la estación en la cual los depredadores aportaron la mayor cantidad de biomasa con 0.778 g (65.7%) (Cuadro 2). Los raspadores, filtradores, colectores-recolectores, colectores-filtradores y colectores aportaron la mayor biomasa en el tramo alto disminuyendo hacia la parte baja del río; mientras los trituradores presentaron su mayor cantidad de biomasa en el tramo medio del río (Cuadro 2). El tramo con mayor aporte de biomasa fue el tramo alto con 1.5089 g, seguido del tramo medio con 1.1844 g y bajo con 0.3895 g (K-W, $p=0.0316$), (Cuadro 2).

La mayor aportación de biomasa en el río Tríbique, a nivel de río y por estaciones, fue realizada por los depredadores. En un estudio similar realizado por Rodríguez-Barrios *et al.* (2011) en un sistema fluvial de montaña en Colombia, encontraron que los fragmentadores aportaron la mayor cantidad de biomasa con el 52%. Seguido estuvieron los depredadores con el 36%, mientras los colectores-recolectores, los colectores-filtradores y los raspadores abarcaban el 12% restante. Otros autores como Cheshire *et al.* (2005) reportan en ríos del trópico australiano que los fragmentadores y depredadores dominan en biomasa con el 15% y 36% respectivamente. La biomasa de los depredadores de nuestro estudio en el tramo alto y medio fue similar, pero disminuyó en el tramo bajo del río; según Rodríguez-Barrios (2011) la disminución de los depredadores en tramos bajos se puede explicar por la mayor presencia de peces depredadores que excluyen a estos GFAs de insectos por ser más competitivos.

El aporte de biomasa de los colectores a nivel de río fue de 1.2%, aunque los colectores sean abundantes, debido a su tamaño reducido,

Su importancia ecológica no supera a otros grupos con menos abundancia pero que aportan mayor biomasa, como los fragmentadores y los depredadores (Chará-Serna *et al.*, 2010). Los colectores-filtradores ocuparon el 7.5% de la biomasa total, aportando la mayor cantidad en la parte alta y media del río; sin embargo cae drásticamente en la parte baja con apenas una aportación de 0.0133 g concordando con el estudio hecho por Greathouse & Pringle (2006), donde reportan la disminución hacia tramos bajos de los colectores-filtradores. Los colectores-recolectores aportaron su mayor biomasa en el tramo alto; mientras en el tramo medio y bajo los valores fueron menores, con 0.0901g y 0.0187g respectivamente; Gutiérrez (2006) sugiere que este resultado se deba posiblemente por su poca estabilidad mecánica al efecto de la corriente, lo que sugiere que los resultados podrían variar en temporada lluviosa.

Cuadro 2. Peso seco total (g) de los grupos funcionales alimentarios en los diferentes tramos estudiados del río Tribique, distrito de Soná, provincia de Veraguas.

GAFs	Tramos			Total
	Alto	Medio	Bajo	
Depredador	0.7286 (48.3%)	0.778 (65.7%)	0.3431 (88.1%)	1.8497 (60%)
Colector	0.0196 (1.3%)	0.0176 (1.5%)	0.0009 (0.2%)	0.0381 (1.2%)
Raspador	0.2401 (15.9%)	0.0757 (6.4%)	0.0023 (0.6%)	0.3181 (10.3%)
Colector-Filtrador	0.1159 (7.7%)	0.1012 (8.5%)	0.0133 (3.4%)	0.2304 (7.5%)
Colector-Recolector	0.1908 (9.7%)	0.0901 (7.6%)	0.0187 (4.8%)	0.2996 (9.7%)
Triturador	0.0134 (1.0%)	0.0141 (1.2%)	0.003 (0.8%)	0.0305 (1.0%)
Filtrador	0.2005 (10.3%)	0.1077 (9.1%)	0.0082 (2.1%)	0.3164 (10.3%)
Total	1.5089	1.1844	0.3895	3.0828
Fuente: Producción propia				

Los trituradores (fragmentadores) fue el grupo dietario con menor aportación de biomasa 0.0305 g (1%) en el río, coincidiendo con los trabajos realizados por Greathouse & Pringle (2006); Gutiérrez (2006) y Eyes-Escalante *et al.* (2012) los cuales atribuyen este comportamiento a que su función es remplazada por raspadores y colectores. Los raspadores y filtradores fueron los grupos funcionales alimentarios que mostraron similares valores de biomasa. Los raspadores aportaron 0.3181g y los filtradores 0.3164g ambos disminuyendo hacia el tramo bajo del río.

CONCLUSIONES

Con la ayuda de la literatura especializada, para taxones neotropicales, se logró asignar grupos funcionales alimentarios solamente al 44.7% de los géneros encontrados en el río Tríbique lo que destaca la necesidad de continuar con el estudio del contenido intestinal de los insectos que habitan los ríos de la provincia de Veraguas. Es importante este tipo de estudios ya que nos dan una base para futuros estudios; como por ejemplo: evaluar el contenido estomacal de grupos funcionales alimentarios, en ríos poco perturbados, para ver si existe algún cambio debido a las actividades antropogénicas.

La disminución de géneros y familias en nuestro estudio puede deberse a la influencia de las actividades humanas, ya que resulta evidente el crecimiento que ha tenido la población el distrito de Soná en los últimos años. Las actividades agroindustriales y el vertido de desechos domésticos fueron evidentes en los distintos tramos del río, principalmente en el tramo bajo. Estas consideraciones conllevan la necesidad de evaluar la dinámica temporal de la estructura de la comunidad de insectos acuáticos y relacionarla con fluctuaciones ambientales o factores de intervención humana.

Del total de la biomasa (peso seco) encontrada de los diferentes grupos funcionales alimentarios, a nivel de río, el 60 % fue aportado por los depredadores, los raspadores y filtradores con el 10.3% cada uno y el colector-recolector con el 9.7 %, el resto de la biomasa remanente 9.7 % se encontró en triturador o fragmentador, colector-filtrador y colector.

La abundancia de depredadores y su nivel de aportación a la biomasa, parece indicar que es el grupo funcional alimentario característico de los ríos con altos niveles de perturbación.

REFERENCIAS

Alba-Tercedor, J. & A. Sánchez-Ortega. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*. 4: 51-56.

Águila, Y & A. García 2011. Utilización de asociaciones de macroinvertebrados potencialmente indicadoras (API's) para discriminar aguas de diferente calidad. *Tecnociencia*. 13(2): 109-120.

Alonso, A. & J. A. Camargo. 2005. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los Ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*. 3: 1-12.

Bello, C & M. Cabrera. 2001. Alimentación ninfal de Leptophlebiidae (Insecta: Ephemeroptera) en el Caño Paso del Diablo, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 49 (3-4): 999-1003.

Cárdenas, A.; B. Reyes; M. López; A. Woo; E. Ramírez & M. Ibrahim. 2007. biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos y la calidad del agua en la subcuenca de los ríos Bul Bul y Paiwas, Matiguás, Nicaragua. *Encuentro*. 77: 83-93.

Chará-Serna, A. M.; J. Chará; M. Zúñiga; G. Pedraza & L. Giraldo. 2010. Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. *Univ. Scient.* 15: 27-36.

Cheshire, K.; L. Boyero, & R. G. Pearson. 2005. Food webs in tropical Australian streams: shredders are not scarce. *Freshwat. Biol.* 50:748–769.

Cummins, K. W.; R. W. Merritt & M. B. Berg. 2008. Ecology and distribution of aquatic insects. In *An introduction to the aquatic insects*

of North America. (4th ed.) Eds: Kenneth W. Cummins, Richard W. Merritt, and Martin B. Berg, pp.105–122. Dubuque, Iowa. Kendall/Hunt. 1158 pp.

Eyes-Escalante, M.; J. Rodríguez-Barrios & L. Gutiérrez-Moreno. 2012. Descomposición de la hojarasca y su relación con los macroinvertebrados acuáticos del río Gaira (Santa Marta – Colombia). *Acta biol. Colomb.* 17 (1): 77-92.

Fenoglio, S.; B.O. Tiziano; A. Czekaj & E. Rooeciszewska. 2008. Feeding habits, fine structure and microhabitat preference of *Euthyplocia hecuba* (Hagen, 1861) (Ephemeroptera: Euthyplociidae) nymphs from Honduras. *Folia Biol.* 56: 43-49.

Flowers, R. W. & C. De la Rosa. 2010. Ephemeroptera. *Rev. Biol. Trop.* 58(4): 63-93.

Gil, M.A.; P.A. Garelis, & E. A. Vallania. 2006. Hábitos alimenticios de larvas de *Polycentropus joergenseni* Ulmer, 1909 (Trichoptera: Polycentropodidae) en el río Grande (San Luis, Argentina). *Gayana.* 70(2): 206-209.

González A.; E. Soto; J.C. Tejada; B. Kohlmann; N. Pineda; A. Sanabria; & N. Brizuela 2011. Uso de bioindicadores para determinar la calidad de las aguas para uso agrícola del distrito de Riego Arenal-Tempisque en la zona seca tropical de Costa Rica. *Tierra Tropical* 7(1): 95-108.

Gutiérrez, J. D. 2006. Caracterización del metabolismo y de la oferta de recursos de materia orgánica para la fauna de macroinvertebrados bentónicos en una quebrada de montaña de orden menor. Tesis de Doctorado, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.

Greathouse, E. A. & C. M. Pringle. 2006. Does the river continuum concept apply on a tropical island? Longitudinal variation in a Puerto Rican stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 134–152.

Guinard, J.; T. Rios & J. Bernal-Vega. 2013. Diversidad y abundancia de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de las cuencas alta y baja del río Garichè, provincia de Chiriquí, Panamá. *Revista Gestión y Ambiente*. 16 (2): 61-70.

Gutiérrez-Fonseca, P. E. 2010. Plecoptera. *Rev. Biol. Trop.* 58(4): 139-148.

Hammer, O. D. A. T. Harper & P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software package for education and data analysis. *Paleontología electrónica* 4(1): 9 pp.

Hanson, P.; M. Springer & A. Ramirez. 2010. Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Rev. Biol. Trop.* 58(4): 3-37.

Hawkins, C.P.; M. M. Murphy; N. H. Anderson. 1982. Effects of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in Cascade Range streams of Oregon. *Ecology* 63(6): 1840-1856.

Lampert, W. & U. Sommer 2007. *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*. 2a Ed. Oxford University Street. Nueva York. 324 p.

Lombardo, R & V. Rodríguez 2007. Entomofauna acuática asociada a la parte media-baja del río Santa María, provincia de Veraguas, Republica de Panamá. *Tecnociencia*. 9(1): 89-100.

Lombardo, R. & V. Rodríguez. 2008. Calidad biológica del agua en la parte media-baja del Río Santa María, provincia de Veraguas, República de Panamá. 10(1): 19-32.

López, I., E. Gutiérrez & J. Mora. 2010. Macrofauna Acuática de la Quebrada Santa Inés, Subcuenca del Río Yeguaré, Honduras. *Ceiba*. 51 (1): 17-28.

Machado, T. & G. Roldán. 1981. Estudio de las características fisicoquímicas y biológicas del río Anorí y sus principales afluentes. *Rev. Actual. Biol.* 10 (35): 3-19.

Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. New Jersey: Princeton University. Págs 179.

Margalef, R. 1983. Limnología. Omega. Barcelona. 1010 pp.

Mc Cafferty, W.P. 1998. Aquatic Entomology: The Fishermen's and ecologists illustrated guide to insects and their relatives. Jones and Bartlett Publishers Sudbury, Massachusetts Editorial. The United States of America. 448p.

Medianero, E & M. Samaniego. 2004. Comunidad de insectos acuáticos asociados a condiciones de contaminación en el río Curundú, Panamá. Folia Entomológica Mexicana. 43 (3): 279-294.

Monzón, A.; C. Casado; C. Montes; & D. Garcia De Jalon. 1991. Organización funcional de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos de un sistema fluvial de montaña (Sistema Central, río Manzanares, España). Limnética, 7:97-112.

Novelo-Gutiérrez, R. 1997a. Clave para la determinación de familias y géneros de náyades de Odonata de México Parte II. Anisoptera. Dugesiana. 4(2): 31-40.

Novelo-Gutiérrez, R. 1997b. Clave para la separación de familias y géneros de náyades de Odonata de México Parte I. Zygoptera. Dugesiana. 4(1): 1-10.

Pino-Selles, R & J. Bernal-Vega. 2009. Diversidad, distribución de la comunidad de insectos acuáticos y calidad del agua de la parte alta-media del río David, provincia de Chiriquí, Republica de Panamá. Rev. Gestión y Ambiente. 12 (3): 73-84.

Ramírez, A. 2010. Odonata. Rev. Biol. Trop. 58(4): 97-136.

Reynaga, M. 2009. Hábitos alimentarios de larvas de Trichoptera (Insecta) de una cuenca subtropical. Ecología Austral. 19: 208-209.

Rodríguez, V. & E. Bonilla. 1999. Estudio taxonómico de la comunidad de insectos acuáticos en Los Corrales, Distrito Cabecera de San Francisco, Provincia de Veraguas, República de Panamá. *Scientia*, 14(2): 65-77.

Rodríguez, V., M. Barrera, & A. Delgado. 2000. Insectos acuáticos de la Quebrada El Salto, en Las Palmas de Veraguas, Panamá. *Scientia*. 15(2): 33-44.

Rodríguez, V. & N. Sánchez 2001. Entomofauna acuática asociada al Río Santa Clara en Veraguas, República de Panamá. *Tecnociencia*. 3(2): 73-87.

Rodríguez, V. & H. León 2003. Insectos acuáticos Asociados al Río Tríbique, en el Distrito de Soná, Provincia de Veraguas. *Tecnociencia*. 5(1): 51-61.

Rodríguez, V. & M. Mendoza 2003. Entomofauna acuática asociada al Río Agué en La Mesa, Veraguas, Panamá. *Tecnociencia*. 5 (2): 109-119.

Rodríguez, V.; N. Robles & Y. Pimentel 2009. Calidad biológica del agua de los ríos Sábalo, Piña, Ponuga, Pocrí y Suay en la Provincia de Veraguas, Panamá. *Tecnociencia*. 11(1): 75-88.

Rodríguez-Barrios, J. A. 2011. Descriptores funcionales en un sistema fluvial de montaña. Santa Marta, Colombia. Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C., Colombia. Tesis Doctoral, 145p.

Rodríguez-Barrios, J. A, Ospina-Tórres, R & Turizo-Correa, R. 2011. Grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira, Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, 59 (4): 1537-1552.

Rodríguez, V.; V. De Gracia & B. Peña 2014. Familias y géneros de larvas de Trichoptera en los ríos de la provincia de Veraguas y su clasificación trófica en grupos alimenticios funcionales. *Tecnociencia*, Vol. 16(2):33-53.

Roldán, G. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia., Bogotá, Colombia. 216 p.

Roldán, G. 2003. Bioindicación de la Calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col. Editorial Universidad de Antioquia. Colombia. 169p.

Springer, M. 2006. Clave taxonómica para larvas de las familias del orden Trichoptera (Insecta) de Costa Rica. Rev. Biol. Trop. 54 (Suppl. 1): 273-286.

Springer, M. 2010. Trichoptera. Rev. Biol. Trop. 58(4): 151-198.

Tomanova, S. & P. Tedesco. 2007. Tamaño corporal, tolerancia ecológica y potencial de bioindicación de la calidad del agua de *Anacroneuria* spp. (Plecoptera: Perlidae) en América del Sur. Rev. Biol. Trop. 55 (1): 67-81.

Tomanova, S.; E. Goitia & J. Helesic. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. Hydrobiologia. 556: 251-264.

Vega, M. J. & P. Durant. 2000. Fenología de efemerópteros y su relación con la calidad del agua del río Albarregas. Mérida, Venezuela. Revista de Ecología Latinoamericana, 7: 19-27.

Waltz, R. D. & S. K. Burian. 2008. Ephemeroptera. In: An introduction to the aquatic insects of North America. (4th ed.) Eds: Kenneth W. Cummins, Richard W. Merritt, and Martin B. Berg, pp.181–236. Dubuque, Iowa. Kendall/Hunt. 1158 pp.

Wittgren, Z. & S. Villanero. 1998. Inventario de Macro-invertebrados en el Río La Villa, Península de Azuero. Tesis de Licenciatura. Universidad de Panamá. 89 p.

Recibido marzo de 2017, aceptado abril de 2017.